第 37 卷第 20 期 2017 年 10 月 | 生 态 学 报 ACTA ECOLOGICA SINICA | Vol.37,No.20 Oct.,2017

DOI: 10.5846/stxb201607281546

刘杏认,张星,张晴雯,李贵春,张庆忠.施用生物炭和秸秆还田对华北农田 CO_2、N_2O 排放的影响.生态学报,2017,37(20):6700-6711.

Liu X R, Zhang X, Zhang Q W, Li G C, Zhang Q Z.Effects of biochar and straw return on CO_2 and N_2O emissions from farmland in the North China Plain. Acta Ecologica Sinica,2017,37(20):6700-6711.

施用生物炭和秸秆还田对华北农田 CO_2、N_2O 排放的影响

刘杏认,张 星,张晴雯,李贵春*,张庆忠

中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所 农业部农业环境重点实验室, 北京 100081

摘要:以华北农田冬小麦-夏玉米轮作体系连续 6a 施用生物炭和秸秆还田的土壤为研究对象,于 2013 年 10 月—2014 年 9 月,采用静态暗箱-气相色谱法,对 CO_2、N_2O 通量进行了整个轮作周期的连续观测,探究施用生物炭与秸秆还田对其排放通量的影响。试验共设 4 个处理:CK(对照)、C1(低量生物炭 4.5 t hm^{-2} a^{-1})、C2(高量生物炭 9.0 t hm^{-2} a^{-1})和 SR(秸秆还田 straw return)。结果表明:在整个轮作周期内,各处理 CO_2、N_2O 通量随时间的变化趋势基本一致。随着生物炭施用量的增加,CO_2 排放通量分别增加了 0.3%—90.3%(C1)、1.0%—334.2%(C2)和 0.4%—156.3%(SR)。其中,C2 处理对 CO_2 累积排放量影响最大,增幅为 42.9%。对 N_2O 而言,C2 处理显著降低了 N_2O 累积排放量,但增加了 CO_2 和 N_2O 排放的综合增温潜势,C1 和 SR 处理对 N_2O 累积排放量及综合增温潜势均没有显著影响。相关分析表明,土壤温度和土壤含水量是影响 CO_2 通量最主要的因素,两者之间呈极显著的正相关关系;N_2O 通量与土壤温度、土壤含水量、NO_3^--N 和 NH_4^+-N 均表现出极显著的正相关关系,而与土壤 pH 值表现出极显著的负相关关系。由此可见,添加生物炭对于减少氮素的气体损失具有较大的潜力。

关键词:生物炭;秸秆还田;CO_2;N_2O;综合增温潜势;华北农田

Effects of biochar and straw return on CO_2 and N_2O emissions from farmland in the North China Plain

LIU Xingren, ZHANG Xing, ZHANG Qingwen, LI Guichun*, ZHANG Qingzhong

Key Laboratory of Agricultural Environment, Ministry of Agriculture P.R. China, Institute of Environment and Sustainable Development in Agriculture, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, *China*

Abstract: A 6-year biochar and straw return experiment with a winter wheat-summer maize rotation system in the North China Plain investigated the effects of biochar and straw return on CO_2 and N_2O fluxes using the static chamber/gas chromatography method. The experiment consisted of four treatments with three replicates. The treatments were CK (control), C1 (biochar 4.5 t hm^{-2} a^{-1}), C2 (biochar 9.0 t hm^{-2} a^{-1}), and SR (straw return). The results showed that the CO_2 and N_2O fluxes trends were generally the same throughout the whole rotation period. After applying the biochar, the CO_2 fluxes increased 0.3%—90.3% (C1), 1.0%—334.2% (C2), and 0.4%—156.3% (SR). The C2 treatment had the greatest effect on CO_2 cumulative emissions, with an increase of 42.9%. The N_2O flux results showed that the C2 treatment significantly ($P < 0.05$) reduced cumulative N_2O emissions, but increased the comprehensive warming potential of CO_2 and N_2O emissions. In contrast, the C1 and SR treatments had no significant effect on cumulative N_2O emissions and the comprehensive warming potential. The correlation analysis showed that CO_2 flux was significantly positively ($P < 0.01$)

基金项目:国家自然科学基金项目(31300375);国家水体污染控制与治理科技重大专项(2015ZX07203-007);中央公益型科研院所基本科研业务费专项(BSRF201505)

收稿日期:2016-07-28; **网络出版日期**:2017-06-01

*通讯作者 Corresponding author.E-mail: liuxr1976@126.com

correlated with soil temperature and soil water content, and that the N_2O flux was significantly positively ($P < 0.01$) correlated with soil temperature, soil water content, NO_3^--N, and NH_4^+-N, but significantly negatively ($P < 0.01$) correlated with soil pH. In summary, the addition of biochar has the potential to significantly reduce nitrogen gas loss.

Key Words: biochar; straw return; CO_2; N_2O; global warming potential (GWP); the North China Plain

CO_2和 N_2O 作为重要的温室气体,其排放量不断增加是引起全球气候变暖的重要原因[1]。而农业土壤是 CO_2和 N_2O 的主要排放源,对温室效应的影响不容忽视[2]。据有关统计表明,农业生产排放的 N_2O 占人类活动排放总量的 84%[3],因此如何降低农田温室气体的排放量已成为当今人类亟待解决的问题[4]。

生物炭(biochar)是指生物质在完全或部分缺氧的条件下经高温热解炭化产生的一类难熔的、高度芳香化的固态物质[5-6]。研究表明,将生物炭施入土壤后,不仅可以改变土壤的理化性质,如显著影响土壤 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 的含量[7-8]、增加土壤 pH 值[9]和提高持水性能[10]等,还可以抑制土壤温室气体 CO_2、N_2O 的排放[11-13]。土壤 pH 值是影响氨氧化古菌或氨氧化细菌群落结构、丰度和多样性的主要因素,进而对土壤的硝化作用产生影响[14-15]。研究表明,在氮素缺乏、有机质较低的土壤中输入生物炭之后,会明显减少土壤中铵态氮与有机质的含量,从而减少反硝化菌的活动。由于生物炭的来源、裂解温度以及试验区的气候类型、土壤类型等的差异,生物炭对温室气体排放的正负效应尚未得到统一的共识[13-16]。

秸秆还田措施是秸秆利用的一种重要方式[17],秸秆还田可以减少土壤表层无机氮的含量、增加土壤 pH 值,增强土壤蓄水保肥能力,从而也改变了微生物的活性,最终提高了土壤中氨氧化细菌的多样性与丰富度[18-20]。关于秸秆还田对温室气体排放的影响也有不同结论,李成芳等[21]认为,秸秆还田能够增加土壤 CO_2 排放,而 Naser 等[22]研究结果显示秸秆还田能够减少 CO_2的排放。很多研究结果表明,秸秆还田可明显降低 N_2O 排放,但也有部分研究报道秸秆还田能够增加 N_2O 的排放量[23-25]。可见,不管是施用生物炭还是秸秆还田,对土壤 CO_2、N_2O 排放的影响至今尚未完全取得共识,还有待进一步验证,而且关于生物炭与秸秆还田对 CO_2、N_2O 排放的长期影响也鲜有研究,由此本文基于在华北农田连续多年施用生物炭试验的基础上,同时结合土壤表层 NO_3^--N、NH_4^+-N 含量以及土壤 pH 值等的变化,探究施用不同量的生物炭与秸秆还田对 CO_2、N_2O 排放的影响,以期为增强农田生态系统的碳汇功能、减少土壤氮素流失、实现农业温室气体减排提供科学依据。

1　材料与方法

1.1　试验地点概况

试验在山东省桓台县生态与可持续发展实验站(117°58′E,36°57′N)开展,该地区海拔 17.0 m,属于暖温带大陆性季风气候,年均日照 2832.7 h,日照率 62%,年平均气温 12.4℃,年平均降水量 600 mm,主要集中在 6—8 月,约占全年降水量的 75%。作物种植方式为小麦-玉米轮作,土壤类型为砂姜潮湿雏形土,2007 年试验前土壤的基本理化性质见表 1。

表 1　试验前土壤的基本理化性质

Table 1　Basic properties of the top soil before experimentation

pH 土水比=1:2.5	有机碳 Organic C/(g/kg)	全氮 Total N/(g/kg)	碱解氮 Available N /(mg/kg)	速效磷 Available P /(mg/kg)	速效钾 Available K /(mg/kg)
8.1±0.05	10.8±0.1	0.7±0.02	48.0±2.0	11.5±1.0	210.1±9.0

1.2　试验材料

供试生物炭选用玉米秸秆,原材料在 360℃条件下,经过 24 h 不完全燃烧制成的黑色粉末,购于辽宁金和

福农业开发有限公司,其密度为(0.297 ± 0.05) g/cm^3,含碳量为(65.7±1.2)%,含氮量为(0.9±0.02)%,有效钾含量为(1.6±0.1)%,有效磷含量为(0.08±0.003)%,pH 为 8.2±0.05。供试小麦品种为济麦 22,玉米品种为郑单 958。

1.3 试验设计

定位实验开始于 2007 年,共 4 个处理,各处理随机分布,3 次重复,每个小区面积为 36 m^2(6 m × 6 m)。具体处理为:CK:对照处理,只施化肥;低生物炭处理 C1:4.5 t hm^{-2} a^{-1};高生物炭处理 C2:9.0 t hm^{-2} a^{-1};SR:秸秆全量粉碎还田。所有处理氮、磷、钾肥平均用量均为:N 200 kg hm^{-2} a^{-1},P_2O_5 52.5 kg hm^{-2} a^{-1},K_2O 37.5 kg hm^{-2} a^{-1},其中氮肥为尿素,磷肥为过磷酸钙,钾肥为硫酸钾。生物炭一次购买,多年施用。氮磷钾肥和生物炭的用量平均分配给冬小麦季和夏玉米季,氮肥一半作为基肥,一半作为追肥,磷肥和钾肥均作为基肥一次施用。

本试验于 2013 年 10 月—2014 年 9 月进行,上季作物收获后,生物炭和氮磷钾肥均匀撒施,进行 15 cm 深度旋耕。秸秆还田采用上一季作物收获后机械粉碎(长度 3—7 cm)全量还田方式,然后随耕地翻埋。试验期间田间基本管理措施为,冬小麦于 2013 年 10 月 8 日进行秸秆还田、施肥、旋耕、播种,10 月 9 日灌水,2014 年 3 月 28 日追肥灌水,6 月 5 日收获;夏玉米于 2014 年 6 月 13 日进行秸秆还田、施肥、旋耕、播种,6 月 20 日灌水,7 月 27 日追肥灌水,9 月 30 日收获。

1.4 测定指标与方法

(1)温室气体通量 采用静态暗箱观测法。2013 年 10 月—2014 年 9 月每周观测一次,施肥灌水后加密采样,连续采集 3d。采样箱的规格为 43 cm × 43 cm × 50 cm 或 43 cm × 43 cm × 100 cm,随小麦和玉米生长高度改变箱体高度,为 50 cm 或 100 cm。采样箱是由聚碳酸酯板(PC 板)加工制成,底座用 PVC 材料制作,并在其插入土壤部分钻上密集的圆孔,目的是保证底座内外的肥料与水分可以交换,在各处理小区的中央放置 1 个底座,在玉米和小麦播种之后埋入田间。为了防止箱内的温度升高过快,采样箱外面用锡箔纸包裹,每次采样前把底座注满水,防止采样时底座漏气。采样时间为 9:00—11:00,前期研究表明,此时间段的排放通量接近日平均排放水平[26]。采样时把采样箱扣在底座上,分别在扣箱之后 0、10、20 min 和 30 min,用 100 mL 注射器抽取 60 mL 气体注入气袋中,带到实验室用安捷伦气相色谱仪(Agilent 7890A)测定气体样品中 N_2O 和 CO_2浓度。N_2O 检测器为 ECD(电子捕获检测器),CO_2检测器为 FID(氢火焰离子检测器)。每次采集气体样品的同时,同步记录采样箱内温度、大气温度、5 cm 和 10 cm 土层温度,地温采用便携式温度测量仪测定(JM624,北京今人仪器有限公司,北京)。CO_2 和 N_2O 的排放通量计算公式如下:

$$F = \rho \times V/A \times \mathrm{d}C/\mathrm{d}t \times 273 / (273 + T)$$

式中,F 为 CO_2 和 N_2O 排放通量(mg m^{-2} h^{-1}或 μg m^{-2} h^{-1});ρ 为标准状态下 CO_2或 N_2O 的密度(0.5 g/L 和1.25 g/L); V 为采样箱体积(m^3);A 为采样箱底座内的土壤表面积(m^2);dC/dt 为 CO_2或 N_2O 的排放速率(mg/h 或 μg/h);T 为采样过程中静态箱内的平均温度(℃)。

综合增温潜势 GWP:在 100 a 时间尺度的气候变化上,设 CO_2的 GWP 为 1,则 N_2O 气体的 GWP 为 298[26]。计算公式为:

GWP = R_{CO_2}+ R_{N2O}× 298,式中 R_{CO_2}和 R_{N2O}分别表示 CO_2和 N_2O 累积排放量(kg/hm),GWP 单位为 CO_2-eq kg/hm^2。

气体样品采集完毕之后,用土钻采集底座框内的 0—10 cm 土壤样品,用来测定土壤矿质氮、土壤 pH 以及土壤含水量。

(2)土壤矿质氮(NH_4^+-N、NO_3^--N) 采用 $CaCl_2$浸提——AA3 流动分析仪(Braun and Lübbe, Norderstedt, Germany)测定[27-28]。称取 10 g 过 2 mm 筛的新鲜土壤样品置于 100 mL 塑料瓶中,加入 50 mL 0.01 mol/L 的 $CaCl_2$溶液,振荡 1 h,过滤,滤液冷冻保存。测定前将滤液解冻,使用连续流动分析仪(AA3)测定 NH_4^+-N、NO_3^--N 含量。

(3)土壤 pH 值　用 pH 计(PHS-2F,上海仪电科学仪器股份有限公司,中国)测定。将过 2 mm 筛的新鲜土壤样品风干,然后称取 10 g 土样置于 50 mL 烧杯中,加入 25 mL 水。将容器密封后,用搅拌器搅拌 5 min,然后静置 1 h,用 pH 计测定。

(4)土壤含水量　用烘干法进行测定[29]。称取 10—20 g 过 2 mm 筛的新鲜土壤样品,将其装入已知准确质量的烘干铝盒内,在分析天平上称重,精确至 0.01 g。再将样品放在烘箱中在 105℃ 下烘烤 24 h,取出冷却至室温,立即称重。

1.5　数据分析

气体通量平均值作为日均值,采用线性内插法,通过 Matlab 7 计算气体的累积排放量。利用 SPSS 20.0 软件的 One-way ANOVA 比较处理间土壤各指标和气体通量的差异显著性,Person 相关系数分析气体排放通量与影响因素间的相关性。图表采用 Microsoft Office Excel 2010 绘制,显著性水平选择 $P < 0.05$。

2　结果与分析

2.1　土壤温度、土壤水分、土壤 pH 和无机氮的动态变化

由图 1 可见,整个轮作周期内,各处理土壤温度的变化趋势基本一致,各处理之间无显著差异,且小麦季低于玉米季。各处理土壤水分的变化趋势也基本一致,且小麦季低于玉米季。小麦季大部分时间段,与 CK

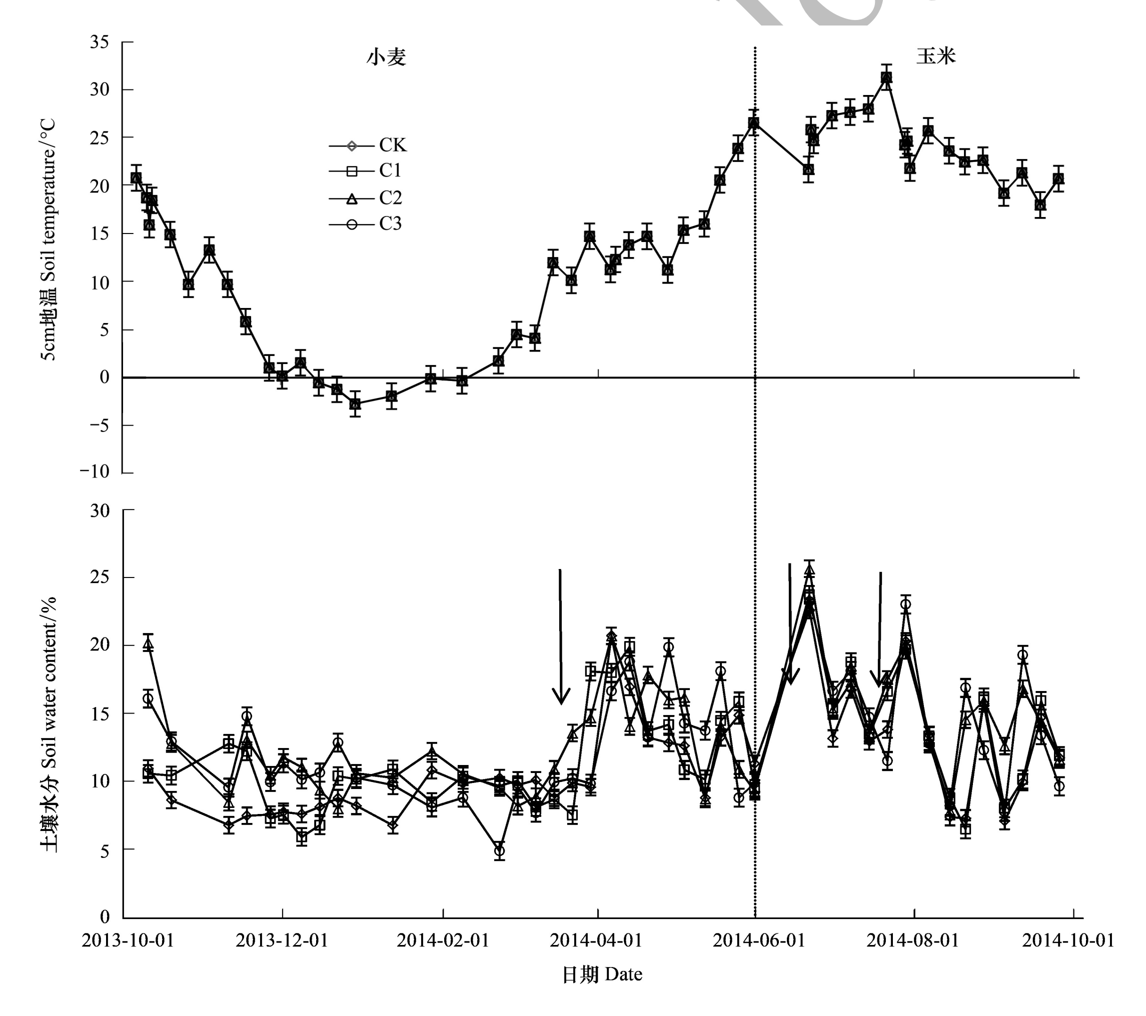


图 1　不同处理土壤温度和土壤水分的变化

Fig.1　Variation of soil temperature and soil water content under different treatments

图中数据为平均值±标准误, 虚线用来区分小麦和玉米的生长季,箭头表示施肥灌水;CK:对照;C1:低量生物炭处理(4.5 t hm^{-2} a^{-1});C2:高量生物炭处理(9.0 t hm^{-2} a^{-1});SR:秸秆还田处理

相比,C1 处理对土壤水分影响较小,C2 和 SR 处理的土壤水分显著高于 CK 处理($P < 0.05$),分别提高了 3.2%—13.4%和 5.2%—33.3%,C2 和 SR 处理之间无明显差异。在玉米季,各处理之间土壤水分无明显差异。

由图 2 可见,施用生物炭和秸秆还田对土壤 pH 产生了一定的影响。不同处理土壤 pH 值变化规律相似。在小麦季,与 CK 相比,生物炭和秸秆还田处理的土壤 pH 值显著增加($P < 0.05$),C1、C2 和 SR 处理分别比 CK 提高了 0.02—0.28、0.04—0.55 和 0.05—0.36 个单位。在玉米季,与 CK 相比,C1 处理对土壤 pH 值影响较小;而 C2 和 SR 处理的土壤 pH 值分别增加了 0.06—0.25 个单位($P < 0.05$),且 C2 和 SR 处理之间无显著差异。

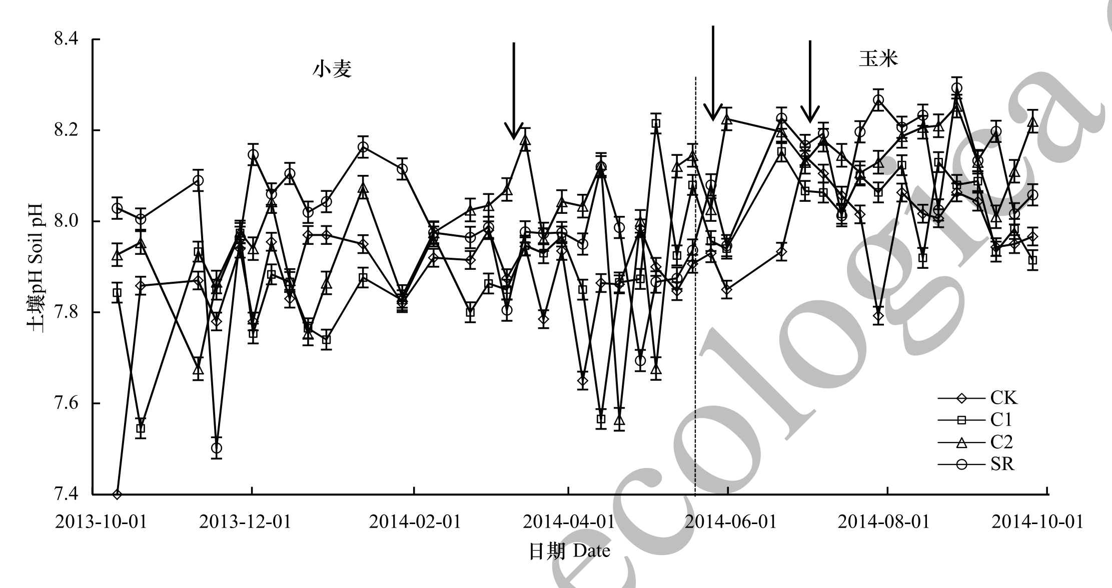


图 2 不同处理土壤 pH 的变化

Fig.2 Variation of soil pH under different treatments

各处理土壤 NO_3^--N 的动态变化趋势基本一致(图 3)。小麦播种后,各处理土壤 NO_3^--N 含量均较高,生物炭和秸秆还田处理土壤 NO_3^--N 含量均显著增加($P < 0.05$),且 C2 处理显著高于 SR 处理($P < 0.05$),C1 处理与 SR 则无显著差异。小麦越冬期,各处理土壤 NO_3^--N 含量逐渐下降,与 CK 相比,C2 处理仍然显著高于 C1 和 SR 处理($P < 0.05$),且 SR 与 C1 处理的土壤 NO_3^--N 含量仍无显著差异($P > 0.05$)。2014 年 3 月 28 日追肥灌水后,各处理土壤 NO_3^--N 含量急速上升,3 月 30 日出现峰值,之后逐渐回落。玉米季,C1、C2 和 SR 处理的土壤 NO_3^--N 含量与 CK 相比,分别提高了 32.1%、83.6%和 41.5%($P < 0.05$),且 C2 处理的土壤 NO_3^--N 含量显著高于其它处理($P < 0.05$),SR 处理与 C1 处理相比,其差异未达到显著水平($P > 0.05$)。总体来看,小麦季土壤 NO_3^--N 含量略高于玉米季,C1、C2 和 SR 处理的 NO_3^--N 含量分别比 CK 提高了 41.3%、95.6%和 62.4%($P < 0.05$),且 C2 处理显著高于其它处理($P < 0.05$),但 SR 处理与 C1 处理相比,差异未达到显著水平。

各处理土壤 NH_4^+-N 含量的动态变化趋势也基本一致(图 3)。无论是小麦季还是玉米季,在施肥灌水之后, C1、C2 和 SR 处理的 NH_4^+-N 含量均显著高于 CK($P < 0.05$),C2 处理的土壤 NH_4^+-N 含量显著高于 SR 处理($P<0.05$),C1 与 SR 处理相比则没有显著差异。其余各时期 C1、C2 和 SR 处理的土壤 NH_4^+-N 含量与 CK 相比差异均不显著($P > 0.05$)。与土壤 NO_3^--N 相比,添加生物炭和秸秆还田对土壤 NH_4^+-N 影响较小。除了在施肥灌水之后,C1、C2 和 SR 处理 NH_4^+-N 有小幅增加外,其余各时期各处理土壤 NH_4^+-N 含量与 CK 相比均无显著差异。

2.2 施用生物炭和秸秆还田对 CO_2 通量的影响

由图 4 可见,小麦季内各处理 CO_2 排放通量高峰主要集中在 2013 年 10 月 10 日、2014 年 4 月 6 日和 5 月 18 日,其中 2014 年 4 月 6 日各处理 CO_2 排放通量最高,4 个处理的排放通量分别达到了 1029.8、1026.5、

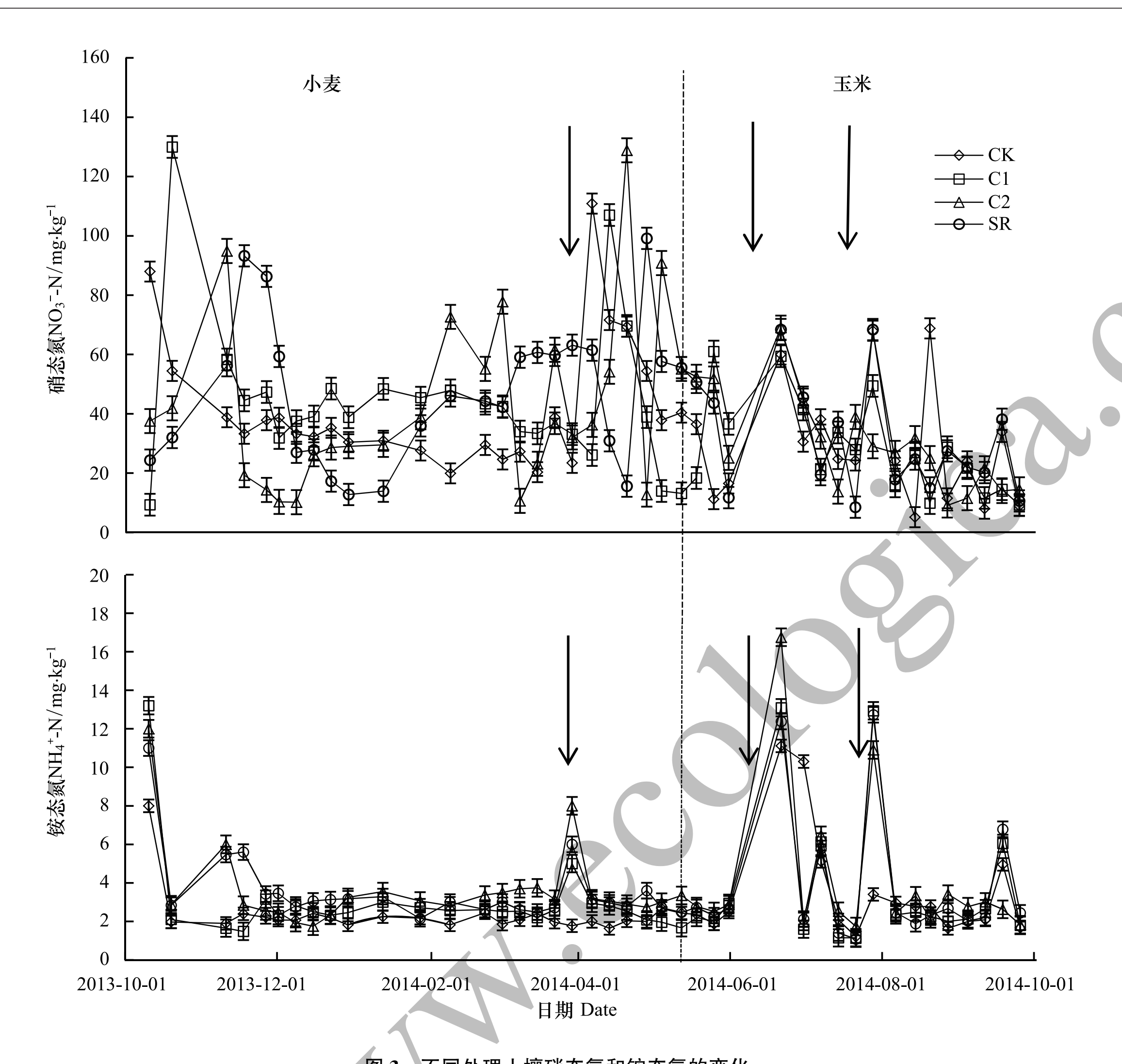


图 3　不同处理土壤硝态氮和铵态氮的变化

Fig.3　Variation of soil NO_3^--N and NH_4^+-N under different treatments

1123.6 mg m^{-2} h^{-1}和 1031.3 mg m^{-2} h^{-1}。与 CK 相比,C2 处理的 CO_2 排放通量显著增加($P < 0.05$),而 C1 和 SR 处理与 CK 无显著差异,且 C1 处理的 CO_2 排放通量与 SR 处理比较也未达到显著性水平($P > 0.05$)。在 2013 年 10 月 10 日播种后第 1 次观测时,各处理 CO_2 排放通量出现第 1 个高峰,10 月 19 日骤然下降,之后至 2014 年 3 月 8 日期间,各处理 CO_2 排放通量的动态变化趋于平缓。3 月 15 日之后,CK、C1、C2 和 SR 处理的 CO_2 排放通量均逐渐上升,直到 4 月 6 日达到第 2 个高峰,之后又呈现出下降趋势,在 2014 年 5 月 18 日又出现第 3 个高峰。与小麦季相比,玉米季各处理 CO_2 排放通量较高,且表现为多波峰交错波动的动态变化趋势。在 2014 年 7 月 28 日,C2 处理 CO_2 排放通量最高,达 1553.8 mg m^{-2} h^{-1},比 CK(938.5 mg m^{-2} h^{-1})显著高出近 1.7 倍,C1 处理(1521.5 mg m^{-2} h^{-1})和 SR 处理(1479.2 mg m^{-2} h^{-1})均比 CK 高 1.6 倍,各处理与 CK 相比均达到显著性水平($P < 0.05$)。总体上看,2013 年 10 月 10 日—2014 年 10 月 10 日期间,各处理 CO_2 排放通量随时间的变化趋势基本一致。在整个轮作周期内,CO_2 排放通量随着生物炭施用量的增加而显著增加,C1、C2 处理的 CO_2 排放通量较 CK 分别提高了 0.3%—90.3%和 1.0%—334.2%($P < 0.05$),且 C2 处理的 CO_2 排放通量最高,显著高于其它处理($P < 0.05$)。SR 处理的 CO_2 排放通量显著高于 C1 处理($P < 0.05$)。

2.3　施用生物炭和秸秆还田对 N_2O 通量的影响

由图 5 可见,小麦播种后,各处理 N_2O 排放通量均在 2013 年 10 月 10 日最高,分别为 275.6、288.3、105.2 μg m^{-2} h^{-1}和 186.6 μg m^{-2} h^{-1},C2、SR 处理 N_2O 排放通量显著低于 CK($P < 0.05$),而 C1 处理与 CK 相比则没

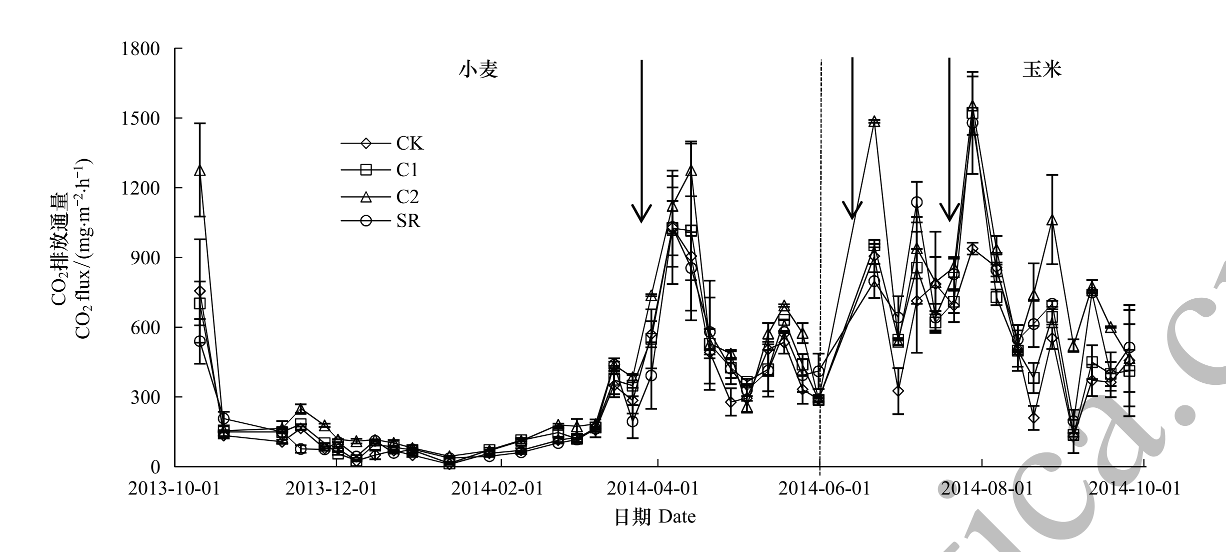


图 4 不同处理 CO_2 排放通量的变化

Fig.4 Variation of CO_2 flux under different treatments

有显著差异,C1 处理显著高于 SR 处理($P<0.05$)。2013 年 10 月 19 日各处理 N_2O 排放通量急剧回落,之后到 2014 年 3 月 22 日期间波动较小,几乎趋于"一条直线"。2014 年 3 月 28 日追肥灌水之后,各处理 N_2O 排放通量骤然上升,3 月 29 日出现峰值,之后逐渐回落至小麦收获期。玉米季各处理 N_2O 排放通量均呈现较为明显的"双峰型",两个峰值分别出现在 2014 年 7 月 28 日和 2014 年 9 月 18 日,其中在 2014 年 6 月 21 日,CK、C1、C2 和 SR 处理 N_2O 排放通量达到最大值,C1,C2 处理 N_2O 排放通量与 CK 相比无显著差异,SR 处理 N_2O 排放通量与 CK 相比,前者高出后者 51.3%($P<0.05$),且 SR 处理的 N_2O 排放通量高于 C1 处理($P<0.05$)。整体看来,无论是小麦季还是玉米季,各处理 N_2O 排放通量的动态变化趋势几乎一致,且小麦季 N_2O 排放通量低于玉米季。在整个轮作周期内,C2 处理显著降低了 N_2O 排放通量($P<0.05$),而 C1 和 SR 处理的 N_2O 排放通量与 CK 相比无显著差异,且 SR 处理与 C1 处理相比也未达到差异显著性水平。

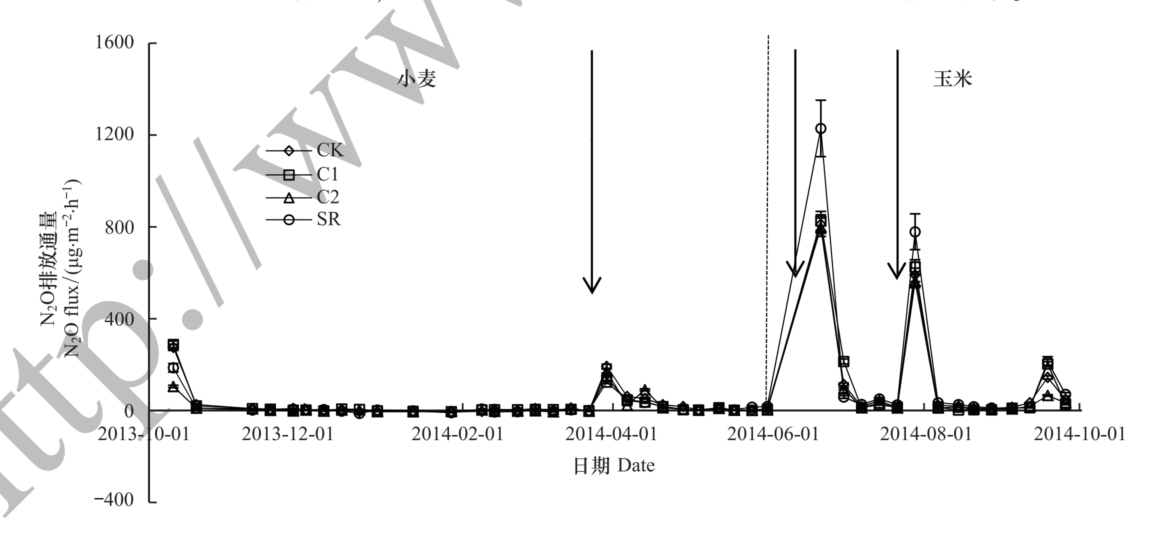


图 5 不同处理 N_2O 排放通量的变化

Fig.5 Variation of N_2O flux under different treatments

2.4 CO_2、N_2O 累积排放量及其综合增温潜势

由表 2 可知,施用高量生物炭(C2)和秸秆还田处理(SR)均显著增加了 CO_2 累积排放量($P<0.05$),增幅分别为 42.9%和 15.0%,而添加低量生物炭(C1)对 CO_2 累积排放量的影响不显著($P>0.05$)。仅 C2 处理显

著降低了 N_2O 累积排放量($P < 0.05$),降幅达 18.3%,而 C1 和 SR 处理对 N_2O 累积排放量均无显著影响($P > 0.05$)。从表 2 各处理在 100 a 时间尺度上的综合增温潜势显示的结果可知,添加高量生物炭(C2)显著增加了 CO_2 和 N_2O 排放的综合增温潜势($P < 0.05$),增幅为 40%,而施用低量生物炭(C1)和秸秆还田(SR)均与 CO_2 和 N_2O 排放的综合增温潜势之间不存在显著性($P > 0.05$)。

表 2　CO_2、N_2O 累积排放量和综合增温潜势

Table 2　Cumulative emissions and GWP of CO_2 and N_2O

处理 Treatment	CO_2 累积排放量 Cumulative emissions of CO_2/ (kg/hm^2)	增幅 Increases /%	N_2O 累积排放量 Cumulative emissions of N_2O/ (kg/hm^2)	增幅 Increases/%	综合温室效应 GWP/ (CO_2-eq kg/hm^2)
CK	26436.6 ± 499.4b		4.4±0.3a		27747.8 ± 444.6 b
C1	29464.8 ± 556.5ab	11.5	4.4±0.3a	0.8	30776.0 ± 581.0ab
C2	37774.4 ± 691.4a	42.9	3.6±0.2b	-18.3	38847.2 ± 708.1a
SR	30415.0 ± 567.3a	15.0	5.1±0.4a	17.9	31934.8 ± 594.3ab

不同小写字母表示不同处理间的差异具有显著性($P < 0.05$); CK:对照 control;C1: 低量生物炭处理 low biochar treatment ($4.5\ t\ hm^{-2}\ a^{-1}$); C2: 高量生物炭处理 high biochar treatment ($9.0\ t\ hm^{-2}\ a^{-1}$);SR: 秸秆还田处理 straw return treatment

2.5　CO_2、N_2O 通量与土壤温度、土壤水分、土壤 pH 和矿质氮的关系

无论小麦季还是玉米季,CO_2 排放通量土壤温度、土壤含水量均呈极显著的正相关关系($P < 0.01$),而与土壤 pH 值、NO_3^--N 和 NH_4^+-N 浓度均无相关性($P > 0.05$,表 3)。

表 3　CO_2 排放通量与土壤温度、土壤水分、土壤 pH 和矿质氮的相关性

Table 3　Correlations between the CO_2 flux and soil temperature, soil water content, soil pH, NO_3^--N, NH_4^+-N content

统计时段 Statistical period	5cm 土壤温度 Soil temperature/℃	10cm 土壤水分 Soil water content/%	土壤 pH Soil pH	NO_3^--N/ (mg/kg)	NH_4^+-N/ (mg/kg)
小麦季 Wheat season	0.786 **	0.563 **	0.109	0.001	0.002
玉米季 Maize season	0.551 **	0.526 **	0.000	0.021	0.039

* 表示在 0.05 显著性水平下显著相关, * * 表示在 0.01 显著性水平下相关

无论是小麦季还是玉米季,N_2O 排放通量与土壤温度、土壤含水量、NO_3^--N 和 NH_4^+-N 浓度表现出极显著的正相关关系($P < 0.01$),而与土壤 pH 值呈极显著的负相关关系($P < 0.01$,表 4)。

表 4　N_2O 排放通量与土壤温度、土壤水分、土壤 pH 和矿质氮的相关性

Table 4　Correlations between the N_2O flux and soil temperature, soil water content, soil pH, NO_3^--N, NH_4^+-N content

统计时段 Statistical period	5 cm 土壤温度 Soil Temperature/℃	10 cm 土壤水分 Soil Water Content/%	土壤 pH Soil pH	NO_3^--N/ (mg/kg)	NH_4^+-N/ (mg/kg)
小麦季 Wheat season	0.685 **	0.491 **	-0.471 **	0.531 **	0.668 **
玉米季 Maize season	0.475 **	0.572 **	-0.616 **	0.694 **	0.704 **

* 表示在 0.05 显著性水平下显著相关, * * 表示在 0.01 显著性水平下相关

3　讨论与结论

3.1　讨论

本研究结果表明,施用生物炭可显著增加 CO_2 排放通量,且随着生物炭施用量的增加,CO_2 排放通量也在增加,这一方面是因为向土壤中施入生物炭后,生物炭中不稳定性碳组分的微生物的降解作用会增加土壤的表观呼吸速率[30-36],即生物炭的"正激发效应"。另一方面,生物炭能改善土壤的透气性,提高土壤微生物量和酶活性等[37-39],从而加速原土有机碳进行分解,增加了 CO_2 排放。本研究结果显示,施用高量生物炭显著促进了 CO_2 累积排放量,也更加说明生物炭的添加促使土壤中可利用性碳、氮基质数量的增加,进而激发了土壤微生物的活性,导致 CO_2 排放量增加[40]。秸秆还田处理显著增加了 CO_2 累积排放量,与裴淑玮等[41]研究结果

一致,可能是由于秸秆投入农田后,可以改善土壤的理化性质,为微生物活动提供物质、能源以及适宜的条件,从而加速土壤微生物呼吸释放 CO_2[42-43]。另外,土壤温度、土壤水分和土壤 pH 等环境因子都会直接或间接的影响 CO_2的排放。本研究表明,CO_2排放通量与土壤温度、土壤含水量呈极显著正相关关系,说明土壤温度和土壤含水量是影响 CO_2排放通量的主要因素,其原因是夏季高温多雨,较高的土壤温度和土壤水分对应着较高的土壤呼吸,生物炭能够通过增加土壤含水量提高土壤中的微生物活性,进而有利于土壤微生物呼吸与繁殖,达到增强土壤呼吸强度和 CO_2排放作用[35]。所以在小麦-玉米轮作期间,玉米季各处理 CO_2累积排放通量高于小麦季,而且各处理 CO_2排放通量高峰均出现在播种后和追肥灌水后。

大量研究表明,向土壤中添加生物炭可大幅度减少 N_2O 排放[44-46]。如在太湖流域稻田中施入生物炭 50 t/hm^2,可使 N_2O 排放通量降低 51%[47];Wang 等[48]通过在水稻-小麦轮作体系中添加生物炭(由水稻秸秆制成)后,小麦季 N_2O 排放减少了 53%;Cornelissen 等[49]也发现,生物炭可以吸附 N_2O,进而降低 N_2O 排放。本研究表明,施用高量生物炭显著降低了 N_2O 排放通量与累积排放量,这一方面与生物炭的吸附作用有关[49],另一方面,与生物炭能影响土壤中氮素转化有关[35],也可能是由于生物炭自身具有高 C/N 比,且随着生物炭输入的增加,能够吸附和保持水分,改善土壤的通气性,进而限制硝化作用及不利于在厌氧条件下氮素微生物的反硝化作用,加速氮素固定,从而对于减少 N_2O 排放有着更好的效果[47,50-54]。在玉米季,秸秆还田显著增加了 N_2O 排放通量,在小麦季,N_2O 排放通量则有所降低。其原因可能是由于秸秆还田消耗了土壤中的氧气,玉米季土壤水分充足,造成土壤趋向厌氧条件,促进了微生物的反硝化进程,进而增加 N_2O 排放[23,38,40]。施肥灌水、土壤理化性质与气候等因素的变化均能够影响到土壤的硝化作用与反硝化作用[55-56],进而影响 N_2O 排放。在本试验条件下,所有 N_2O 排放通量高峰均出现在播种后和追肥灌水后,这与宋丽娜等[57]试验结果相吻合,其原因是施肥灌水之后,为微生物和植物生长提供所需的营养物质,同时还为反硝化微生物营造更好的厌氧生存环境,因此,加快了土壤硝化与反硝化作用中 N_2O 排放。玉米季土壤 N_2O 累积排放量高于小麦季,可能是夏季高温多雨,土壤中水分含量较高,土壤通气性变差及反硝化作用增强[40],从而减少土壤中微生物活性、氮素不可移动性,最终加速 N_2O 的产生和排放。另外,整个轮作周期内,N_2O 排放通量与土壤温度、土壤含水量、NO_3^--N 和 NH_4^+-N 表现出极显著的正相关关系,因为硝化作用和反硝化作用的最适温度分别为 15—35℃和 5—75℃,研究区的温度条件适宜 N_2O 的产生和排放,而土壤水分可以改变土壤的透气性、微生物的活性等来影响 N_2O 的产生和排放[58],同时也说明土壤中的硝化与反硝化过程是影响 N_2O 排放的重要机制[59]。而 N_2O 排放量与土壤 pH 呈现出显著负相关,这是因为在酸性和中性条件下,更适合产生 N_2O,尤其是当 $pH < 6$ 时,土壤就只能产生 N_2O[52]。

增温潜势常用来表示相同质量的不同温室气体对温室效应增加的相对辐射效应[60]。本试验中,施用高量生物炭增加了 CO_2和 N_2O 排放的综合增温潜势,且施用低量生物炭和秸秆还田对 CO_2和 N_2O 排放的综合增温潜势均没有显著影响,与 Zhang 等[14]在太湖地区的研究结果不一致,其原因可能是两个试验区的水分管理措施和气候条件有所差异造成的,同时也表明,在高量生物炭处理下的农田生态系统向大气中输入的碳量大于其截存的碳量,对环境是不利的,而施用低量生物炭和秸秆还田相对来说,对环境效应而言为好。

3.2 结论

(1)整个轮作周期内,各处理 CO_2和 N_2O 排放通量随时间的变化趋势基本一致,小麦季 CO_2排放通量低于玉米季。施用生物炭和秸秆还田均可显著增加 CO_2排放通量,且随着施炭量的增加,CO_2通量显著增加。施用高量生物炭显著降低了 N_2O 排放通量,而施用低量生物炭和秸秆还田对 N_2O 排放通量无显著影响。

(2)施用高量生物炭显著增加了 CO_2和 N_2O 排放的综合增温潜势,施用低量生物炭和秸秆还田对 CO_2和 N_2O 排放的综合增温潜势均没有显著影响。

(3)在整个轮作周期内,CO_2排放通量与土壤温度、土壤含水量呈极显著的正相关关系,而与土壤 pH 值、NO_3^--N 和 NH_4^+-N 均无相关性;N_2O 排放通量与土壤温度、土壤含水量、NO_3^--N 和 NH_4^+-N 表现出极显著的正相

关关系,而与土壤 pH 值呈极显著的负相关关系。

参考文献(References):

[1] IPCC. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2013.

[2] IPCC. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.

[3] Smith P, Martino D, Cai Z C, Gwary D, Janzen H, Kumar P, McCarl B, Ogle S, O'Mara F, Rice C, Scholes B, Sirotenko O, Howden M, McAllister T, Pan G, Romanenkov V, Schneider U, Towprayoon S, Wattenbach M, Smith J. Greenhouse gas mitigation in agriculture. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 2008, 363(1492): 789-813.

[4] Lockwood J G, Gregory S, Scorer R S. Climate change: the IPCC scientific assessment. Report prepared by working group I, J. T. Houghton, G. J. Jenkins and J. J. Ephraums (eds), 1990. No. of pages: 365 + xxxix. Intergovernmental Panel on Climate Change. Available from Cambridge University Press. International Journal of Climatology, 2007, 11(4): 457-458.

[5] Marris E. Putting the carbon back: black is the new green. Nature, 2006, 442(7103): 624-626.

[6] Brennan L, Owen de P. Biofuels from microalgae—a review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and co-products. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2010, 14(2): 557-577.

[7] Ding Y, Liu Y X, Wu W X, Shi D Z, Yang M, Zhong Z K. Evaluation of biochar effects on nitrogen retention and leaching in multi-layered soil columns. Water, Air, & Soil Pollution, 2010, 213(1): 47-55.

[8] 罗煜, 赵小蓉, 李贵桐, 赵立欣, 孟海波, 林启美. 生物质炭对不同 pH 值土壤矿质氮含量的影响. 农业工程学报, 2014, 30(19): 166-173.

[9] Van Zwieten L, Kimber S, Morris S, Chan K Y, Downie A, Rust J, Joseph S, Cowie A. Effects of biochar from slow pyrolysis of paper mill waste on agronomic performance and soil fertility. Plant and Soil, 2010, 327(1/2): 235-246.

[10] Asai H, Samson B K, Stephan H M, Songyikhangsuthor K, Homma K, Kiyonoe Y, Inouef Y, Shiraiwaa T, Horie T. Biochar amendment techniques for upland rice production in Northern Laos: 1. Soil physical properties, leaf SPAD and grain yield. Field Crops Research, 2009, 111(1/2): 81-84.

[11] Zimmerman A R, Gao B, Ahn M Y. Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils. Soil Biology and Biochemistry, 2011, 43(6): 1169-1179.

[12] Cayuela M L, Van Zwieten L, Singh B P, Jeffery S, Roig A, Sánchez-Monedero M A. Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: a review and meta-analysis. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2014, 191: 5-16.

[13] Cheng Y, Cai Z C, Chang S X, Wang J, Zhang J B. Wheat straw and its biochar have contrasting effects on inorganic N retention and N_2O production in a cultivated Black Chernozem. Biology and Fertility of Soils, 2012, 48(8): 941-946.

[14] Zhang A F, Bian R J, Pan G X, Cui L Q, Hussain Q, Li L Q, Zheng J W, Zheng J F, Zhang X H, Han X J, Yu X Y. Effects of biochar amendment on soil quality, crop yield and greenhouse gas emission in a Chinese rice paddy: a field study of 2 consecutive rice growing cycles. Field Crops Research, 2012, 127: 153-160.

[15] Troy S M, Lawlor P G, O'Flynn C J, Healy M G. Impact of biochar addition to soil on greenhouse gas emissions following pig manure application. Soil Biology and Biochemistry, 2013, 60: 173-181.

[16] Saarnio S, Heimonen K, Kettunen R. Biochar addition indirectly affects N_2O emissions via soil moisture and plant N uptake. Soil Biology and Biochemistry, 2013, 58: 99-106.

[17] 成功, 张阿凤, 王旭东, 张卫华, 杜可清. 运用"碳足迹"的方法评估小麦秸秆及其生物质炭添加对农田生态系统净碳汇的影响. 农业环境科学学报, 2016, 35(3): 604-612.

[18] 李贵桐, 赵紫娟, 黄元仿, 李保国. 秸秆还田对土壤氮素转化的影响. 植物营养与肥料学报, 2002, 8(2): 162-167.

[19] 李玮, 乔玉强, 陈欢, 曹承富, 杜世州, 赵竹. 秸秆还田和施肥对砂姜黑土理化性质及小麦-玉米产量的影响. 生态学报, 2014, 34(17): 5052-5061.

[20] 潘凤娥, 胡俊鹏, 索龙, 王小淇, 季雅岚, 孟磊. 添加玉米秸秆及其生物质炭对砖红壤 N_2O 排放的影响. 农业环境科学学报, 2016, 35(2): 396-402.

[21] 秦越, 李彬彬, 武兰芳. 不同耕作措施下秸秆还田土壤 CO_2 排放与溶解性有机碳的动态变化及其关系. 农业环境科学学报, 2014, 33(7): 1442-1449.

[22] Naser H M, Nagata O, Tamura S, Hatano R. Methane emissions from five paddy fields with different amounts of rice straw application in central

Hokkaido, Japan. Soil Science and Plant Nutrition, 2007, 53(1): 95-101.

[23] 王改玲, 郝明德, 陈德立. 硝化抑制剂和通气调节对土壤 N_2O 排放的影响. 植物营养与肥料学报, 2006, 12(1): 32-36.

[24] Ma J, Li X L, Xu H, Han Y, Cai Z C, Yagi K. Effects of nitrogen fertiliser and wheat straw application on CH_4 and N_2O emissions from a paddy rice field. Australian Journal of Soil Research, 2007, 45(5): 359-367.

[25] Shan J, Yan X Y. Effects of crop residue returning on nitrous oxide emissions in agricultural soils. Atmospheric Environment, 2013, 71: 170-175.

[26] Lu N, Liu X R, Du Z L, Wang Y D, Zhang Q Z. Effect of biochar on soil respiration in the maize growing season after 5 years of consecutive application. Soil Research, 2014, 52(5): 505-512.

[27] 李立平, 张佳宝, 邢维芹, 缪恒彬, 谢庆丰. $CaCl_2$ 和 $SrCl_2$ 提取土壤氮钾的比较. 土壤通报, 2007, 38(5): 984-988.

[28] 朱强, 马丽, 马强, 李丽, 陈宝成, 刘之广, 张民. 不同浸提剂以及保存方法对土壤矿质氮测定的影响. 中国生态农业学报, 2012, 20(2): 138-143.

[30] Rutigliano F A, Romano M, Marzaiolia R, Baglivoa I, Barontib S, Miglietta F, Castaldi S. Effect of biochar addition on soil microbial community in a wheat crop. European Journal of Soil Biology, 2014, 60: 9-15.

[31] Lu W W, Ding W X, Zhang J H, Li Y, Luo J F, Bolan N, Xie Z B. Biochar suppressed the decomposition of organic carbon in a cultivated sandy loam soil: a negative priming effect. Soil Biology and Biochemistry, 2014, 76: 12-21.

[32] Cross A, Sohi S P. The priming potential of biochar products in relation to labile carbon contents and soil organic matter status. Soil Biology and Biochemistry, 2011, 43(10): 2127-2134.

[33] Zavalloni C, Alberti G, Biasiol S, Vedove G D, Fornasier F, Liu J, Peressotti A. Microbial mineralization of biochar and wheat straw mixture in soil: a short-term study. Applied Soil Ecology, 2011, 50: 45-51.

[34] Luo Y, Durenkamp M, De Nobili M, Lin Q, Brookes P C. Short term soil priming effects and the mineralisation of biochar following its incorporation to soils of different pH. Soil Biology and Biochemistry, 2011, 43(11): 2304-2314.

[35] 何飞飞, 荣湘民, 梁运姗, 吴爱平, 刘强. 生物炭对红壤菜田土理化性质和 N_2O、CO_2 排放的影响. 农业环境科学学报, 2013, 32(9): 1893-1900.

[36] Smith J L, Collins H P, Bailey V L. The effect of young biochar on soil respiration. Soil Biology and Biochemistry, 2010, 42(12): 2345-2347.

[37] Keiluweit M, Nico P S, Johnson M G, Kleber M. Dynamic molecular structure of plant biomass-derived black carbon (biochar). Environmental Science & Technology, 2010, 44(4): 1247-1253.

[38] 王娟, 张丽君, 姚槐应. 添加秸秆和黑炭对水稻土碳氮转化及土壤微生物代谢图谱的影响. 中国水稻科学, 2013, 27(1): 97-104.

[39] 张星, 刘杏认, 张晴雯, 张庆忠, 任建强. 生物炭和秸秆还田对华北农田玉米生育期土壤微生物量的影响. 农业环境科学学报, 2015, 34(10): 1943-1950.

[40] 刘娇, 袁瑞娜, 赵英, 张阿凤. 玉米秸秆及其黑炭添加对黄绵土 CO_2 和 N_2O 排放的影响. 农业环境科学学报, 2014, 33(8): 1659-1668.

[41] 裴淑玮, 张圆圆, 刘俊锋, 牟玉静, 伦小秀. 施肥及秸秆还田处理下玉米季温室气体的排放. 环境化学, 2012, 31(4): 407-414.

[42] Manna M C, Swarup A, Wanjari R H, Singh Y V, Ghosh P K, Singh K N, Tripathi A K, Saha M N. Soil organic matter in a West Bengal inceptisol after 30 years of multiple cropping and fertilization. Soil Science Society of America Journal, 2006, 70(1): 121-129.

[43] 李新华, 朱振林, 董红云, 杨丽萍, 郭洪海. 秸秆不同还田模式对玉米田温室气体排放和碳固定的影响. 农业环境科学学报, 2015, 34(11): 2228-2235.

[44] Zhang A F, Liu Y M, Pan G X, Hussain Q, Li L Q, Zheng J W, Zhang X H. Effect of biochar amendment on maize yield and greenhouse gas emissions from a soil organic carbon poor calcareous loamy soil from Central China Plain. Plant and Soil, 2012, 351(1/2): 263-275.

[45] Waters D, Van Zwieten L, Singh B P, Downie A, Cowie A L, Lehmann J. Biochar in Soil for Climate Change Mitigation and Adaptation. Berlin Heidelberg: Springer, 2011: 345-368.

[46] Ameloot N, De Neve S, Jegajeevagan K, Yildiz G, Buchan D, Funkuin Y N, Prins W, Bouckaert L, Sleutel S. Short-term CO_2 and N_2O emissions and microbial properties of biochar amended sandy loam soils. Soil Biology and Biochemistry, 2013, 57: 401-410.

[47] Zhang A F, Cui L Q, Pan G X, Li L Q, Hussain Q, Zhang X H, Zheng J W, Crowley D. Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake plain, China. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2010, 139(4): 469-475.

[48] Wang J Y, Pan X J, Liu Y L, Zhang X L, Xiong Z Q. Effects of biochar amendment in two soils on greenhouse gas emissions and crop production. Plant and Soil, 2012, 360(1/2): 287-298.

[49] Cornelissen G, Rutherford D W, Arp H P H, Dörsch P, Kelly C N, Rostad C E. Sorption of pure N_2O to biochars and other organic and inorganic materials under anhydrous conditions. Environmental Science & Technology, 2013, 47(14): 7704-7712.

[50] Liu Y X, Yang M, Wu Y M, Wang H L, Chen Y X, Wu W X. Reducing CH_4 and CO_2 emissions from waterlogged paddy soil with biochar. Journal of Soils and Sediments, 2011, 11(6): 930-939.

[51] 李露, 周自强, 潘晓健, 李博, 熊正琴. 氮肥与生物炭施用对稻麦轮作系统甲烷和氧化亚氮排放的影响. 植物营养与肥料学报, 2015, 21

(5): 1095-1103.

[52] 封克, 王子波, 王小治, 张素玲, 汪晓丽. 土壤 pH 对硝酸根还原过程中 N_2O 产生的影响. 土壤学报, 2004, 41(1): 81-86.

[53] 刘玉学, 王耀锋, 吕豪豪, 陈义, 唐旭, 吴春艳, 钟哲科, 杨生茂. 生物质炭化还田对稻田温室气体排放及土壤理化性质的影响. 应用生态学报, 2013, 24(8): 2166-2172.

[54] Case S D C, Mcnamara N P, Reay D S, Whitaker J. The effect of biochar addition on N_2O and CO_2 emissions from a sandy loam soil—the role of soil aeration. Soil Biology and Biochemistry, 2012, 51: 125-134.

[55] 张玉铭, 胡春胜, 张佳宝, 董文旭, 王玉英, 宋利娜. 农田土壤主要温室气体(CO_2、CH_4、N_2O)的源/汇强度及其温室效应研究进展. 中国生态农业学报, 2011, 19(4): 966-975.

[56] 花莉, 唐志刚, 解井坤, 范洋. 生物质炭对农田温室气体排放的作用效应及其影响因素探讨. 生态环境学报, 2013, 22(6): 1068-1073.

[57] 宋利娜, 张玉铭, 胡春胜, 张喜英, 董文旭, 王玉英, 秦树平. 华北平原高产农区冬小麦农田土壤温室气体排放及其综合温室效应. 中国生态农业学报, 2013, 21(3): 297-307.

[58] 郎漫, 李平, 张小川. 土地利用方式和培养温度对土壤氮转化及温室气体排放的影响. 应用生态学报, 2012, 23(10): 2670-2676.

[59] 朱永官, 王晓辉, 杨小茹, 徐会娟, 贾炎. 农田土壤 N_2O 产生的关键微生物过程及减排措施. 环境科学, 2014, 35(2): 792-800.

[60] 郭树芳, 齐玉春, 罗小玲, 刘长勇, 彭琴, 闫钟清, 董云社. 滴灌对干旱区春小麦田土壤 CO_2、N_2O 排放及综合增温潜势的影响. 农业环境科学学报, 2016, 35(4): 792-800.